第 38 卷第 11 期
2018 年 6 月
生 态 学 报
ACTA ECOLOGICA SINICA
Vol.38,No.11
Jun.,2018

DOI: 10.5846/stxb201705020811
吴东梅,郭剑芬,张政,李帅军,杨玉盛.DOM 对米槠次生林不同土层土壤微生物呼吸及其熵值的影响.生态学报,2018,38(11):3806-3815.
Wu D M, Guo J F, Zhang Z, Li S J, Yang Y S.Effects of dissolved organic matter addition on soil microbial respiration and quotient values in a secondary *Castanopsis carlesii* forest.Acta Ecologica Sinica,2018,38(11):3806-3815.

DOM 对米槠次生林不同土层土壤微生物呼吸及其熵值的影响

吴东梅[1,2],郭剑芬[1,2,*],张 政[1,2],李帅军[1,2],杨玉盛[1,2]
1 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007
2 湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地, 福州 350007

摘要:可溶性有机质(Dissolved organic matter, DOM)作为土壤可溶性有机碳的重要来源,进入土壤之后通过改变土壤微生物数量和活性影响土壤矿化。DOM 输入对土壤微生物呼吸和熵值的研究多集中在表层土壤,但对深层土壤微生物呼吸和熵值的影响关注较少。通过室内培养实验(120 d)研究米槠(*Castanopsis carlesii*)鲜叶 DOM 添加对表层土壤(0—10 cm)和深层土壤(40—60 cm)微生物呼吸及其土壤代谢熵和微生物熵的影响,为揭示 DOM 输入对亚热带森林土壤碳过程的影响提供理论依据。结果表明,在培养第 1 天,添加 DOM 的表层和深层土壤 CO_2瞬时排放速率均显著高于对照($P<0.001$),分别是对照(不添加 DOM)的 3.58 倍和 6.93 倍,之后显著下降。就累积排放量而言,无论是 DOM 添加处理还是对照,表层土壤显著大于深层土壤;在米槠鲜叶 DOM 添加后,表层土壤累积排放量显著大于对照的表层土壤($P<0.001$),但 DOM 添加处理深层土壤累积排放量与对照的深层土壤无明显差异。就微生物生物量碳而言,表层土壤微生物生物量碳含量在培养期间显著大于深层土壤。在整个添加 DOM 培养期间,表层土壤微生物生物量碳含量显著大于表层对照土壤,深层土壤微生物生物量碳含量显著大于深层对照土壤(第 3 天除外)。培养结束时(120 d),米槠鲜叶 DOM 添加处理下,表层土壤和深层土壤有机碳含量与第 3 天相比分别减少 26%和 19%。米槠鲜叶 DOM 添加处理后的深层土壤代谢熵(qCO_2)显著低于对照的深层土壤和 DOM 添加处理的表层土壤 qCO_2($P<0.001$),说明外源 DOM 进入深层土壤后提高了土壤微生物对碳的利用效率。米槠鲜叶 DOM 添加处理后的深层土壤微生物熵是培养第 3 天的 1.58 倍,显著大于培养初期($P<0.05$),而 DOM 添加处理的表层土壤、对照的表层土壤与深层土壤的微生物熵分别是培养第 3 天的 68%、79%和 21%,说明 DOM 添加提高了深层土壤质量。
关键词:土壤微生物呼吸;微生物生物量碳;土壤代谢熵;微生物熵

Effects of dissolved organic matter addition on soil microbial respiration and quotient values in a secondary *Castanopsis carlesii* forest

WU Dongmei[1,2], GUO Jianfen[1,2,*], ZHANG Zheng[1,2], LI Shuaijun[1,2], YANG Yusheng[1,2]
1 *School of Geographical Science Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China*
2 *Cultivation Base of State Key Laboratory of Humid Subtropical Mountain Ecology, Fuzhou 350007, China*

Abstract: Dissolved organic matter (DOM) as an important source of soil dissolved organic carbon, it affects soil mineralization through changes of soil microbial quantity and activity. However, many reports about the DOM impact on soil microbial respiration and quotient focused on surface soil, its effect on deep soil is less paid attention. A 120-day incubation experiment was done to reveal the effects of DOM from *Castanopsis carlesii* fresh leaf on soil microbial respiration and quotient values of surface soil (0—10 cm) and deep soil (40—60 cm) in a secondary *Castanopsis carlesii* forest. It will

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFD0600304);国家自然科学基金项目(31370615);福建省自然科学基金项目(2015J01121)
收稿日期:2017-05-02; **网络出版日期**:2018-03-02
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: jfguo@ fjnu.edu.cn

provide some knowledge about the role of DOM input on soil C process in subtropical forests. The results showed that on the first day, instantaneous CO_2 emission rates of surface and deep soils after DOM addition were significantly higher than those in control treatments ($P< 0.001$), being 3.58 and 6.93 times of the control, respectively, but after that CO_2 emission rates reduced significantly. In DOM added treatment or control, the cumulative CO_2 emission in surface soil was significantly greater than that in the deep soil. After adding DOM, the cumulative CO_2 emissions from surface soil was significantly higher than from the control ($P<0.001$). However, no obvious difference for the cumulative CO_2 emission from deep soil between DOM addition and control treatments was found. Microbial biomass C (MBC) content of surface soil during the incubation period was significantly greater than that in deep soil. The MBC content in surface soil under DOM addition treatment was higher than that in control treatment during the incubation period. The same trend was for the deep soil except for the third day. Under DOM addition treatment, soil organic C contents in surface and deep soils on the 120th day were 26% and 19% less than those on the third day, respectively. At the end of incubation, the soil metabolic quotient (qCO_2) in DOM added deep soil was significantly lower than those in deep soil of the control and DOM added surface soil ($P<0.001$), indicating the increase of carbon use efficiency after DOM addition into deep soil. After incubation for 120 days, microbial quotient of DOM added deep soil was 1.58 times than that of the initial period (the 3rd day). In contrast, soil microbial quotients of surface soil under DOM added treatment and surface and deep soils of control treatment were 68%, 79% and 21% on the 3rd day, respectively. This showed that DOM addition was beneficial for the improvement of the quality of deep soil.

Key Words: soil microbial respiration; microbial biomass carbon; soil metabolic quotient; microbial quotient

深层土壤(20—300 cm)是陆地生态系统的主要有机碳库,储存的碳量大约有 1729 Gt,是表层土壤(0—20 cm)的 3 倍[1-2]。深层土壤有机碳(SOC)的改变会引起 CO_2 大量排放从而影响全球 C 循环动态[3-4]。土壤微生物呼吸不仅受到温度、水分等环境因素的调控,也受外源有机物输入的影响[5-7]。如,当外源有机质输入到深层土壤后,会刺激深层土壤 CO_2 排放进而改变深层土壤碳库储存量[8-9]。在森林生态系统中, 降雨淋溶、凋落物、枯死根等淋溶是可溶性有机质的主要来源,也是土壤有机物中活性碳库的重要来源[10-11], 并且可以通过矿质土壤的吸附作用和微生物的同化作用对深层土壤产生影响。而前人研究多集中在森林表层土壤[12-16],就深层土壤而言,外源有机质的添加对 SOC 动态的影响研究较少,影响因素是否和表层相同,有待深入探讨。已有研究表明,DOM 添加对土壤有机碳矿化起到促进作用[17-18],当 DOM 中可溶性有机碳含量较高时,土壤 CO_2 累积排放量较大,并且 DOM 添加后土壤有机碳矿化增加与土壤微生物数量增多和活性增强有关[19]。

土壤微生物是土壤生态功能的基础,通过参与土壤有机质积累和矿化,影响土壤养分循环,调节和指示土壤生态系统功能[20]。土壤微生物数量和活性决定着外源有机物输入之后土壤 CO_2 的产生,是影响土壤 C 存留的关键因子。因此,土壤微生物数量和活性发生细小的改变都会对土壤 CO_2 通量产生影响[21-22]。从表层土壤来看,有研究指出[23-24] DOM 浸提液中可溶性碳含量的高低对微生物影响不同,含碳量高的 DOM 溶液促进微生物生物量的增加并且增加了革兰氏阴性菌的含量,而含碳量低时则对土壤微生物生物量及群落结构无显著影响。对于深层土壤来说,一些研究者认为微生物数量随着土壤深度增加而减少[25],其活性也随之降低[26],故对深层土壤有机质并无太大影响。也有研究者发现微生物是深层土壤碳动态重要影响因子之一[27],对深层土壤有机质转化起到关键作用[28],但深层土壤微生物群落与深层土壤特性的相关关系还有待进一步研究[29]。土壤微生物呼吸和其熵值(土壤代谢熵、微生物熵)作为评价土壤质量的敏感指标,可以在一定程度上体现出土壤有机碳库的动态变化[30]。

我国湿润亚热带是全球同纬度带少有的"绿洲",分布着世界现存面积最大、最典型的常绿阔叶林,也是全球重要的森林碳汇区,与温带地区相比,该区森林树种多样性丰富,不同植物来源的 DOM 亦可能复杂多样。同时该区高温、高湿,凋落物和土壤有机质分解快,加上降雨量大、山高、坡陡,土壤高度风化、抗蚀性差,

可能导致森林生态系统的 DOM 通量大,DOM 在生态系统碳氮循环中的作用可能比温带森林更为重要[31]。而米槠(*Castanopsis carlesii*)是我国亚热带地区特有树种,其生产力和物种多样性都属于该地区植被类型中最高级别。本研究选取米槠鲜叶浸提 DOM,并添加 DOM 于表层和深层土壤,以探究不同层次土壤微生物呼吸、土壤代谢熵及其微生物熵对鲜叶 DOM 输入的响应,为揭示 DOM 输入在亚热带森林土壤碳过程中的作用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

研究区位于福建省三明市陈大镇森林经营科技示范基地(25°59′—27°07′N,116°22′—118°39′E),地处武夷山东南,戴云山脉西北,地貌以低山丘陵为主。该区属中亚热带海洋季风气候,年均气温 19.1 ℃。年均降水量 1749 mm,年均蒸发量 1585 mm,相对湿度 81%,全年无霜期达 300 d。土壤以花岗岩发育的红壤和黄壤为主,还分布有红黄壤、黄棕壤等,多呈酸性,土壤厚度超过 1 m。区域内分布着中国面积最大的常绿阔叶林,物种多样性丰富,森林覆盖率达 76.8%。米槠次生林由米槠天然林经过强度择伐后,封山育林,经过 40 多年次生演替形成,海拔 330 m,坡度 45°,林分密度为 3788 株/hm^2,平均胸径 12.2 cm,平均树高 10.8 m。主要树种有米槠(*Castanopsis carlesii*)、闽粤栲(*Castanopsis fissa*)、黄丹木姜子(*Litsea elongata*)、新木姜子(*Neolitsea aurata*)等。灌木层以木荚红豆(*Ormosia xylocarpa*)、米槠、褐毛石楠(*Pourthiaea hirsuta*)、罗浮栲(*Castanopsis faberi*)等种类为主。草本主要由狗脊蕨(*Woodwardia japonica*)、黑莎草(*Gahnia tristis*)、油草(*Leptochloa chinensis*)等组成[32]。

1.2 土壤采集和处理

2016 年 3 月,在米槠次生林的上、中、下坡随机布设 3 块 20 m × 20 m 的标准样地,在每个标准样地内按"S"型选 5 个点,用土钻取 0—10 cm 和 40—60 cm 的土层土壤,为消除土壤异质性,各土层土壤分别充分混匀,迅速冷藏并带回实验室。去除可见根系和动植物残体,将鲜新土壤样品过 2 mm 筛。一部分用作土壤基本理化性质测定,另一部分冷藏于 4℃便于后续室内培养实验。供试土壤基本化学性质如表 1。

表 1 供试土壤基本化学性质

Table 1 Basic chemical characterization of test soil (mean±SE, $n=3$)

土层 Soil layer/cm	可溶性有机碳 Dissolved organic carbon/(mg/kg)	土壤有机碳 Soil organic carbon/(g/kg)	土壤总氮 Total nitrogen/(g/kg)	土壤碳氮比 C/N ratio	pH
0—10	127.4±7.1a	19.4±1.2a	1.31±0.71a	14.8±0.17a	4.75±0.01a
40—60	11.3±0.9b	4.7±0.14b	0.59±0.01b	7.9±0.18b	4.3±0.01b

数字后不同字母表示有显著差异

1.3 实验设计

实验设置 4 种处理:表层土壤不添加(Ts)、深层土壤不添加(Ss)、表层土壤添加米槠鲜叶 DOM(TsTo),深层土壤添加米槠鲜叶 DOM(SsTo),每种处理 3 个重复。取米槠鲜叶 100 g,加入 500 mL 去离子水,浸泡 24 h,上清液过 0.45 μm 玻璃纤维滤膜进行抽滤,得到 DOM 溶液。其中米槠鲜叶的 C 含量为 468 mg/g,N 含量为 17.8 mg/g,C/N 为 26.3。DOM 溶液中的总有机碳(Total organic carbon,TOC)含量为 18.7 g/kg,DOC 含量为 18.3 g/kg,总氮(Total nitroge, TN)含量为 0.022 g/kg,可溶性有机氮(Dissolved organic nitrogen, DON)是 0.022 g/kg,C/N 为 850。米槠鲜叶浸提得到的 DOM 添加到土壤中,添加量为 1 g C/kg 土壤,添加到土壤中 DOM 所含总碳浓度为 45 mg。

取相当于 45 g 风干土重的鲜土放入 1000 mL 广口瓶中,并在 25°C 条件下预培养 15 d,使土壤内部性质(主要是有机碳含量)趋于稳定。预培养结束后,添加 DOM 溶液和去离子水并调节瓶内土壤含水量为土壤田间持水量的 60%。添加 DOM 后的第 1、3、6、11、21、33、58、84、120 天抽取气样。取样前 2 h 将培养瓶瓶盖拧

紧,用已知浓度的 CO_2进行冲洗,冲洗之后随机抽取 1 个重复进行抽气作为 2 h 之前的对照,密封 2 h 后再次抽气并将气体注入气相色谱-质谱联用仪(GC-MS)(GC-2014, Shimadzu, Kyoto, Japan)进行分析,计算土壤 CO_2排放速率和 CO_2累积排放量。

在培养第 3、33、120 天破坏性取样,测定土壤中微生物生物量(MBC)和土壤有机碳(SOC)的变化。MBC 采用氯仿熏蒸浸提法进行测定,MBC = E/K。式中:E 为熏蒸与未熏蒸土样提取的有机碳量差值;K 为转换系数,取值 0.45。SOC 采用碳氮元素分析仪(Elementar Vario EL Ⅲ, Elementar,德国)测定。

1.4　计算方法和数据处理

CO_2产生速率根据公式 1 计算:

$$F = k \times v / m \times \Delta c / \Delta t \times 273 / (273 + T) \tag{1}$$

式中,F 表示气体排放的速率(mg kg^{-1} h^{-1});k 是常数, 对 CO_2取值为 1.964 kg/m^3;$\Delta c / \Delta t$ 表示在观测时间内气体浓度随时间变化的直线斜率(mg/h);v 为培养容器的体积(m^3);m 为土壤重量(kg);T 为培养温度(℃)。CO_2的累积排放量采用相邻 2 次产生速率的平均值乘以间隔时间而得。

土壤代谢熵(qCO_2)计算公式为:$qCO_2 = M_R/\text{MBC}$,其中 M_R为土壤微生物呼吸,MBC 为土壤微生物生物量碳,单位为:μg CO_2-C mg^{-1} MBC h^{-1};微生物熵计算公式为:微生物熵=MBC/SOC,其中 MBC 为土壤微生物生物量碳,SOC 为土壤总有机碳,可以反映土壤微生物利用碳源转化成微生物体的比例大小。

所有数据采用 Excel 和 SPSS 19.0 统计软件进行分析,相关图表在 Origin 9.0 软件下完成。采用单因素方差分析(One-way ANOVA)检验添加米槠鲜叶 DOM 后不同土层土壤 CO_2排放速率、累积排放量、土壤代谢熵和微生物熵的差异,显著性水平设定为 $\alpha<0.05$。

2　结果和分析

2.1　DOM 添加对土壤 CO_2排放速率的影响

添加米槠鲜叶 DOM 到不同土层土壤后,在培养第 1 天,表层土壤与深层土壤 CO_2瞬时排放速率均显著高于对照($P<0.001$),分别是对照的 3.58 倍和 6.93 倍,之后显著下降(图 1)。培养 33 d 之后,表层土壤 CO_2排放速率逐渐高于对照并逐渐趋于平稳。而培养 21 d 之后,深层土壤 CO_2排放速率逐渐低于对照,培养第 84 天后,二者差异不显著。在培养期间,无论是对照还是 DOM 添加处理,表层土壤 CO_2排放速率均高于深层土壤(第 1 天除外),说明单次添加外源 DOM 到土壤后,引起土壤 CO_2排放速率增加的强度较大,但持续时间短暂。其中,深层土壤瞬时排放速率对外源有机质添加的响应比表层土壤更为敏感。

2.2　DOM 添加对土壤 CO_2累积排放量的影响

培养 58 d 之前,深层土壤 CO_2累积排放量显著高于对照,是对照土壤 CO_2累积排放量的 1.24 倍(图 2)。在培养 58 d 之后,表层土壤 CO_2累积排放量显著高于对照($P<0.05$),而深层土壤 CO_2累积排放量则逐渐低于对照。在整个培养期间,表层土壤与深层土壤相比,无论是对照处理还是添加米槠鲜叶 DOM 处理,表层土壤 CO_2累积排放量均高于深层土壤 CO_2累积排放量,并达到极显著水平($P<0.001$)。

2.3　DOM 添加对土壤 MBC 和 SOC 的影响

2.3.1　DOM 添加对土壤 MBC 的影响

在整个培养期间无论是对照处理还是添加米槠鲜叶 DOM 处理,表层土壤 MBC 含量均显著大于深层土壤 MBC 含量($P<0.001$)(图 3)。除第 3 天,DOM 添加后深层土壤 MBC 含量显著小于对照的深层土壤外,其余取样时间段下,表层土壤和深层土壤 MBC 含量都显著大于各自对照土壤。添加米槠鲜叶 DOM 后,随着培养时间的延长,表层土壤 MBC 含量显著下降,而对照土壤 MBC 含量在第 3 天出现最大值,之后下降。随着培养时间的延长,DOM 添加下深层土壤 MBC 含量显著上升,而深层土壤对照处理 MBC 的变化与表层对照土壤类似。

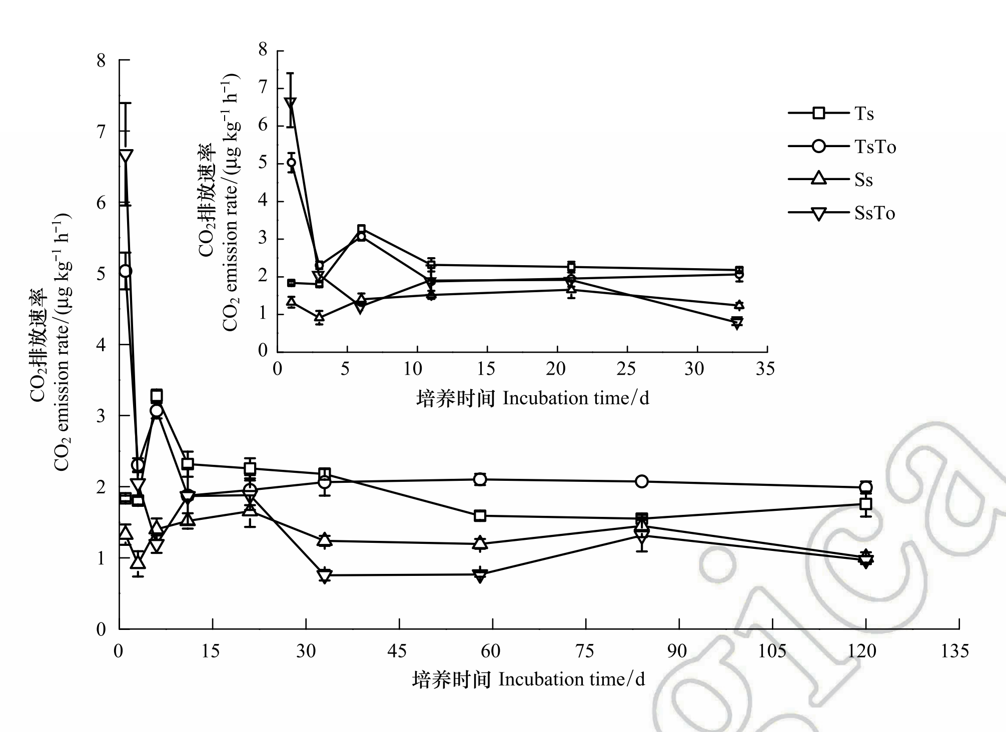


图 1　添加 DOM 后各处理土壤 CO_2 排放速率的变化(平均值 ± 标准误差)

Fig.1　Changes in the rate of CO_2 emission after addition of dissolved organic matter in different treatment (mean±SE)

Ts,表层土壤不添加 DOM 处理,surface soil with deionized water (a control);TsTo,表层土壤添加 DOM 处理,surface soil with DOM;Ss,深层土壤不添加 DOM 处理,deep soil with deionized water (a control);SsTo,深层土壤添加 DOM 处理,deep soil with DOM; DOM,可溶性有机质 Dissolved organic matter

2.3.2　DOM 添加对土壤 SOC 的影响

在整个培养期间无论是对照处理还是添加米槠鲜叶 DOM 处理,表层土壤 SOC 含量显著大于深层土壤 SOC 含量(P<0.001)(图 4)。随着培养时间的延长,表层土壤和深层土壤 SOC 含量显著下降。培养 120 d 时,Ts 和 TsTo 处理下土壤 SOC 含量比培养第 3 天分别减少 18%和 26%,Ss 和 SsSo 处理下土壤 SOC 含量比培养第 3 天分别减少 0.8%和 19%。在整个培养期间,表层土壤 TsTo 处理下的土壤 SOC 含量始终高于 Ts 处理下的土壤 SOC 含量,除第 3 天深层土壤 SsTo 处理下土壤 SOC 含量显著高于 Ss 处理下的土壤 SOC 含量外,其余时间段无明显差异。

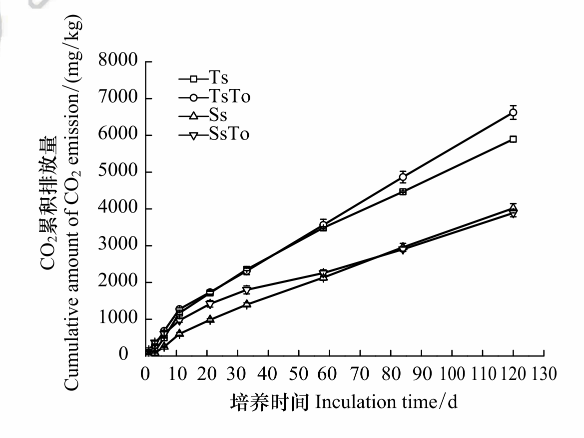


图 2　添加 DOM 后各处理土壤 CO_2 累积排放量的差异(平均值±标准误差)

Fig. 2　Cumulative CO_2 emission after addition of dissolved organic matter in different treatment (mean±SE)

2.4　DOM 添加对土壤代谢熵和微生物熵的影响

DOM 添加对不同土层土壤代谢熵影响不同(表 2)。培养第 3 天时,SsTo 处理的土壤代谢熵分别是 Ts、TsTo、Ss 的 2.5 倍、2.4 倍和 2.3 倍。培养持续到 33 天时,Ts、TsTo、Ss、SsTo 处理间土壤代谢熵均有所增长且各个处理间差异显著(P<0.001)。其中 Ts、Ss 分别增加 7.4 倍和 11.8 倍,TsTo、SsTo 分别增加 3.7 倍和 2.4 倍且增长相对缓慢。培养第 120 天时,TsTo 与 SsTo 处理的土壤代谢熵显著低于 Ts 与 Ss 处理,且 SsTo 土壤代谢熵最低。

如表 3,培养第 3 天,Ss 处理的土壤微生物熵显著大于 Ts、TsTo、SsTo 处理的土壤微生物熵(P<0.001)。

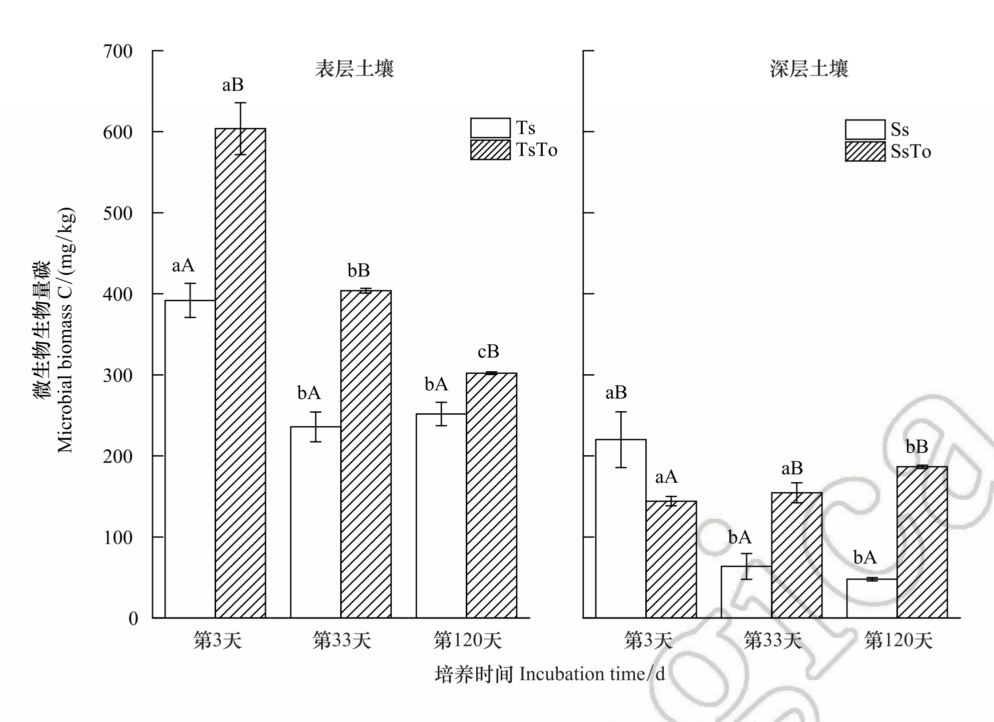


图 3　DOM 添加下不同土层土壤微生物生物量碳(MBC)的变化(平均值 ± 标准误差)

Fig.3　Changes of soil microbial biomass carbon in different soil layers after addition of dissolved organic matter (mean±SE)

不同小写字母表示同一处理,不同培养时间土壤 MBC 有显著差异(P<0.05);不同大写字母表示相同培养时间,不同处理土壤 MBC 有显著差异(P<0.05)

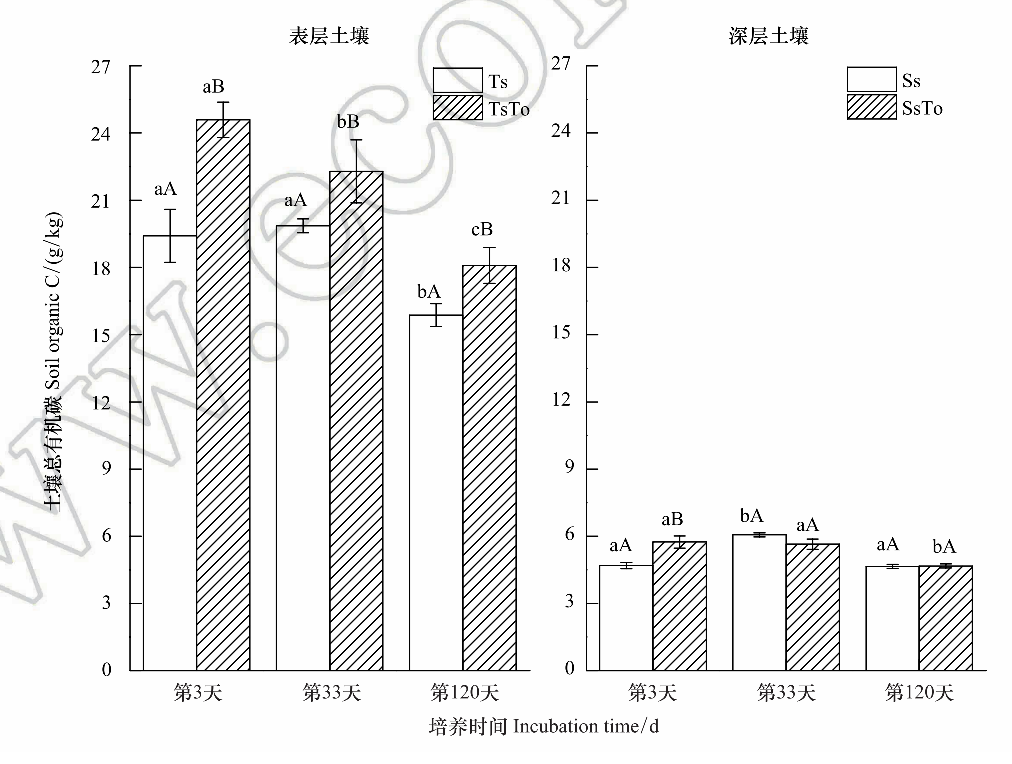


图 4　DOM 添加下不同土层土壤有机碳(SOC)的变化(平均值 ± 标准误差)

Fig.4　Changes of soil organic carbon in different soil layers after addition of dissolved organic matter (mean±SE)

不同小写字母表示同一处理,不同培养时间土壤 SOC 有显著差异(P<0.05);不同大写字母表示相同培养时间,不同处理土壤 SOC 有显著差异(P<0.05)

培养结束时(第 120 天),SsTo 处理的土壤微生物熵是培养初期(第 3 天)的 1.58 倍,显著大于培养初期($P<0.05$),而 Ts、TsTo、Ss 处理的土壤微生物熵则表现为相反趋势,分别是培养初期(第 3 天)的 79%、68% 和 21%。

表 2 DOM 添加处理各土层土壤代谢熵(平均值 ± 标准差)

Table 2 Changes of soil metabolic quotient in different soil layers after addition of dissolved organic matter (mean ±*SE*)

培养时间 Incubation time	Ts	TsTo	Ss	SsTo
第 3 天	1.2±0.03a	1.3±0.1a	1.3±0.2a	3.1±0.08b
第 33 天	9.1±0.4a	4.7±0.4b	15.7±2.0c	7.4±0.4d
第 120 天	7.6±1.3a	5.4±0.03b	20.9±1.7c	3.3±0.3d

不同小写字母表示同一培养时间不同处理间有显著差异($P<0.05$);Ts,表层土壤不添加 DOM 处理,surface soil with deionized water (a control);TsTo,表层土壤添加 DOM 处理,surface soil with DOM;Ss,深层土壤不添加 DOM 处理,deep soil with deionized water (a control);SsTo,深层土壤添加 DOM 处理,deep soil with DOM

表 3 DOM 添加处理各土层土壤微生物熵(平均值 ± 标准差)

Table 3 Changes of microbial quotient in different soil layers after addition of dissolved organic matter (mean ±*SE*)

培养时间 Incubation time	Ts	TsTo	Ss	SsTo
第 3 天	2.01±0.18a	2.45±0.79a	4.7±0.84b	2.53±0.21a
第 33 天	1.18±0.73a	1.83±0.12b	1.05±0.25a	2.75±0.23c
第 120 天	1.59±0.92a	1.68±0.77a	1.03±0.50b	4.00±0.75c

不同小写字母间(a、b、c)表示同一培养时间不同处理间有显著差异($P<0.05$)

3 讨论

已有研究发现,添加外源 DOM 会促进土壤矿化[33-35]。Fanin 等[23]研究发现,与添加凋落物相比较,凋落物浸提液(DOM)对微生物呼吸影响更加显著,原因是土壤中微生物更易利用 DOM 中可溶性有机碳。和本研究结果相同,DOM 添加增加了土壤中可溶性有机碳含量,为微生物呼吸以及代谢提供更多活性碳源,在培养初期促使其矿化速率显著增加。

本研究也发现,无论是表层土壤还是深层土壤,添加米槠鲜叶 DOM 后,土壤 CO_2 累积排放量均高于对照。对表层土壤而言,在培养初期,由于长期有枯枝落叶等凋落物输入,营养丰富(表 1),而深层土壤由于长期缺乏外源养分输入,微生物受可利用性养分限制程度远大于表层土壤。当添加外源 DOM 后,深层土壤微生物对外源 DOM 输入的响应会更加强烈[36],因此培养前期深层土壤因 DOM 输入,CO_2 瞬时排放速率显著高于深层对照土壤。

培养 58 d 之前,表层土壤 CO_2 累积排放量虽有所增加但与表层对照相比差异并不显著;而培养 58 d 之后,表层土壤 CO_2 累积排放量逐渐高于其对照且差异渐增,表明随着培养时间的延长,与对照相比微生物数量增多且利用有机质能力增强[37],促进表层土壤 CO_2 累积排放量增多,故与对照相比二者差异显著。就深层土壤而言,在培养初期,添加米槠鲜叶 DOM 后土壤 CO_2 累积排放量高于深层对照,但在培养 58 d 之后,差异逐渐缩小,这可能是因为,深层土壤比较贫瘠,外源 DOM 添加下微生物前期分解有机质能力强,矿化量增加[17],后期随着土壤养分逐渐消耗,土壤微生物呼吸减弱[38]。

底物数量及其质量是影响土壤微生物呼吸的主要因子之一[39]。虽然第 1 天表层土壤 CO_2 排放速率小于深层土壤,但是与深层土壤相比,由于表层土壤含有更大量的有机质,如 DOC、SOC 等(表 1),且养分供应能力更为持久,所以随着培养时间的延长,表层土壤 CO_2 累积排放量显著高于深层土壤 CO_2 累积排放量($P<0.001$)。

土壤代谢熵可以表征微生物活性对环境因子或者生存条件的响应,是直接反映微生物对碳源利用效率高

低的重要指标[38]。土壤代谢熵越大说明微生物将更多碳源用于呼吸作用而非微生物自身细胞建造,对碳源利用效率低下,不利于土壤质量的提升[40]。由于表层土壤和深层土壤本底条件差异显著(表 1),深层土壤微生物所受营养条件限制更为严重。当添加米槠鲜叶 DOM 之后,深层土壤长期所受营养胁迫的环境大大改善,微生物对 DOM 添加的响应显著,短期内呼吸作用加强,微生物数量增加,进而导致深层土壤代谢熵在培养初期显著大于相同处理表层土壤代谢熵,即具有“起爆效应”。随着培养时间的延长,DOM 添加的深层土壤微生物生物量碳含量逐渐增加(图 3),但是深层土壤 DOC 含量却下降(第 120 d 与第 3 天相比下降 22%),土壤活性碳源减少,为维持自身生存,微生物活性降低,呼吸作用减弱,土壤代谢熵显著低于相同处理表层土壤[41]。与深层土壤相比,表层土壤由于土壤养分较为丰富,土壤微生物活性可能一直保持较高状态,呼吸作用显著强于深层土壤,土壤代谢熵持续增加。添加米槠鲜叶 DOM 后,表层土壤和深层土壤代谢熵都显著低于各自对照土壤,说明降雨淋溶 DOM 进入土壤后,提高了土壤微生物对碳的利用效率,且深层土壤更为显著。

土壤微生物熵能充分反映土壤中活性有机碳所占的比例,并可表示土壤总碳库的可利用程度[29]。土壤微生物熵越高说明土壤总有机碳组分中易分解比例越高[42]。培养结束时(120 天),米槠鲜叶 DOM 添加的深层土壤微生物熵显著高于表层土壤微生物熵(表 3),说明与表层土壤相比,深层土壤总有机碳中活性有机碳比例较高,DOM 添加提高了土壤质量[41]。

DOM 做为深层土壤有机质的一个重要来源,其数量和质量会对深层土壤微生物呼吸和微生物群落结构产生深远影响[43]。本研究中 DOM 输入量少(1 g C/kg 土壤),且仅仅只有米槠次生林鲜叶浸提 DOM,林分单一,在今后研究中应考虑不同林分以及不同浓度 DOM 输入对土壤微生物呼吸的影响以及深层土壤微生物群落结构对 DOM 输入的响应。

4　结论

(1)米槠鲜叶 DOM 添加对土壤微生物呼吸产生显著影响,深层土壤 CO_2 累积排放量显著低于表层土壤;与对照相比,表层土壤因米槠鲜叶 DOM 添加显著提高了土壤 CO_2 累积排放量($P<0.001$),而在相同的添加培养条件下深层土壤 CO_2 累积排放量和深层对照相比无明显差异。

(2)米槠鲜叶 DOM 添加后,表层和深层土壤代谢熵均显著低于对照,说明外源 DOM 进入土壤后提高了土壤微生物对碳的利用效率,且深层土壤更为显著。同时,培养结束时添加 DOM 的深层土壤微生物熵显著高于表层土壤及其对照,说明 DOM 添加提高了深层土壤质量。

参考文献(References):

[1] Jobbágy E G, Jackson R B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecological Applications, 2000, 10(2): 423-436.

[2] Fontaine S, Barot S, Barré P, Bdioui N, Mary B, Rumpel C. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. Nature, 2007, 450(7167): 277-280.

[3] Rustad L E, Huntington T G, Boone R D. Controls on soil respiration: implications for climate change. Biogeochemistry, 2000, 48(1): 1-6.

[4] Davidson E A, Janssens I A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. Nature, 2006, 440(7081): 165-173.

[5] Kirschbaum M U F. Soil respiration under prolonged soil warming: are rate reductions caused by acclimation or substrate loss? Global Change Biology, 2004, 10(11): 1870-1877.

[6] Fierer N, Craine J M, Mclauchlan K, Schimel J P. Litter quality and the temperature sensitivity of decomposition. Ecology, 2005, 86(2): 320-326.

[7] Hartley I P, Ineson P. Substrate quality and the temperature sensitivity of soil organic matter decomposition. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(7): 1567-1574.

[8] Wang Q K, Wang Y P, Wang S L, He T X, Liu L. Fresh carbon and nitrogen inputs alter organic carbon mineralization and microbial community

in forest deep soil layers. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 72: 145-151.

[9] Lü M K, Xie J S, Wang C, Guo J F, Wang M H, Liu X F, Chen Y, Chen G S, Yang Y S. Forest conversion stimulated deep soil C losses and decreased C recalcitrance through priming effect in subtropical China. Biology and Fertility of Soils, 2015, 51(7): 857-867.

[10] Bengtson P, Barker J, Grayston S J. Evidence of a strong coupling between root exudation, C and N availability, and stimulated SOM decomposition caused by rhizosphere priming effects. Ecology and Evolution, 2012, 2(8): 1843-1852.

[11] Uselman S M, Qualls R G, Lilienfein J. Quality of soluble organic C, N, and P produced by different types and species of litter: root litter versus leaf litter. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 54(6): 57-67.

[12] Fontaine S, Bardoux G, Abbadie L, Mariotti A. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. Ecology Letters, 2004, 7(4): 314-320.

[13] Garcia-Pausas J, Paterson E. Microbial community abundance and structure are determinants of soil organic matter mineralisation in the presence of labile carbon. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(8): 1705-1713.

[14] Zhang W D, Wang S L. Effects of NH_4^+ and NO_3^- on litter and soil organic carbon decomposition in a Chinese fir plantation forest in South China. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 47(2): 116-122.

[15] Wang Q K, Liu S P, Wang S L. Debris manipulation alters soil CO_2 efflux in a subtropical plantation forest. Geoderma, 2013, 192(192): 316-322.

[16] Wang Q K, He T X, Wang S L, Liu L. Carbon input manipulation affects soil respiration and microbial community composition in a subtropical coniferous forest. Agricultural and Forest Meteorology, 2013, s178-179(17): 152-160.

[17] Toosi E R, Doane T A, Horwath W R. Abiotic solubilization of soil organic matter, a less-seen aspect of dissolved organic matter production. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 50(5): 12-21.

[18] Wang H, Xu W H, Hu G Q, Dai W W, Jiang P, Bai E. The priming effect of soluble carbon inputs in organic and mineral soils from a temperate forest. Oecologia, 2015, 178(4): 1239-1250.

[19] 万菁娟, 郭剑芬, 纪淑蓉, 任卫岭, 杨玉盛. 可溶性有机物输入对亚热带森林土壤CO_2排放及微生物群落的影响. 林业科学, 2016, 52(2): 106-113.

[20] 李延茂, 胡江春, 汪思龙, 王书锦. 森林生态系统中土壤微生物的作用与应用. 应用生态学报, 2004, 15(10): 1943-1946.

[21] Manzoni S, Taylor P, Richter A, Porporato A, Ågren G I. Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. New Phytologist, 2012, 196(1): 79-91.

[22] Six J, Frey S D, Thiet R K, Batten K M. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. Soil Science Society of America Journal, 2006, 70(2): 555-569.

[23] Fanin N, Hättenschwiler S, Fromin N. Litter fingerprint on microbial biomass, activity, and community structure in the underlying soil. Plant and Soil, 2014, 379(1/2): 79-91.

[24] Yang K, Zhu J J. Impact of tree litter decomposition on soil biochemical properties obtained from a temperate secondary forest in Northeast China. Journal of Soils and Sediments, 2015, 15(1): 13-23.

[25] Taylor J P, Wilson B, Mills M S, Burns R G. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(3): 387-401.

[26] Fang C M, Moncrieff J B. The variation of soil microbial respiration with depth in relation to soil carbon composition. Plant and Soil, 2005, 268(1): 243-253.

[27] Holden P A, Fierer N. Microbial processes in the vadose zone. Vadose Zone Journal, 2005, 4(1): 1-21.

[28] Chang Y P, Bu X P, Niu W B, Xiu Y, Wang H F. Microbial community structure and diversity in the soil spatial profile of 5-year-old *Robinia pseudoacacia* 'Idaho,' determined by 454 sequencing of the 16S RNA gene. The Journal of General and Applied Microbiology, 2013, 59(6): 451-461.

[29] Li C H, Yan K, Tang L S, Jia Z J, Li Y. Change in deep soil microbial communities due to long-term fertilization. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 75: 264-272.

[30] 刘珊珊, 王芬, 张兴华, 宫渊波, 王燕, 尹艳杰, 李渊, 马金松, 郭挺. 放牧干扰对岷江上游山地森林—干旱河谷交错带土壤微生物量及呼吸熵的影响. 水土保持通报, 2014, 34(2): 63-68.

[31] Yang Y S, Guo J F, Chen G S, Yin Y F, Gao R, Lin C F. Effects of forest conversion on soil labile organic carbon fractions and aggregate stability in subtropical China. Plant and Soil, 2009, 323(1/2): 153-162.

[32] 刘强. 中亚热带不同更新方式森林凋落物数量及养分动态[D]. 福州: 福建师范大学, 2012.

[33] Wieder W R, Cleveland C C, Townsend A R. Tropical tree species composition affects the oxidation of dissolved organic matter from litter. Biogeochemistry, 2008, 88(2): 127-138.

[34] Leff J W, Nemergut D R, Grandy A S, O'Neill S, Wickings K, Townsend A R, Cleveland C C. The Effects of soil bacterial community structure

on decomposition in a tropical rain forest. Ecosystems, 2012, 15(2): 284-298.

[35] Muhammad W, Vaughan S M, Dalal R C, Menzies N W. Crop residues and fertilizer nitrogen influence residue decomposition and nitrous oxide emission from a vertisol. Biology and Fertility of Soils, 2011, 47(1): 15-23.

[36] 王晓峰, 汪思龙, 张伟东. 杉木凋落物对土壤有机碳分解及微生物生物量碳的影响. 应用生态学报, 2013, 24(9): 2393-2398.

[37] Cleveland C C, Nemergut D R, Schmidt S K, Townsend A R. Increases in soil respiration following labile carbon additions linked to rapid shifts in soil microbial community composition. Biogeochemistry, 2007, 82(3): 229-240.

[38] Kaiser K, Kalbitz K. Cycling downwards-dissolved organic matter in soils. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 52(8): 29-32.

[39] 张浩, 吕茂奎, 江军, 蒲晓婷, 王恩熙, 邱曦, 谢锦升. 侵蚀红壤区植被恢复对表层与深层土壤有机碳矿化的影响. 水土保持学报, 2016, 30(1): 244-249, 314-314.

[40] Muñoz C, Monreal C M, Schnitzer M, Zagal E. Influence of *Acacia caven* (Mol) coverage on carbon distribution and its chemical composition in soil organic carbon fractions in a Mediterranean-type climate region. Geoderma, 2008, 144(1/2): 352-360.

[41] 立天宇, 康峰峰, 韩海荣, 高晶, 宋小帅, 于舒, 赵金龙, 于晓文. 冀北辽河源自然保护区土壤微生物碳代谢对阔叶林叶凋落物组成的响应. 应用生态学报, 2015, 26(3): 715-722.

[42] Moscatelli M C, Lagomarsino A, Marinari S, De Angelis P, Grego S. Soil microbial indices as bioindicators of environmental changes in a poplar plantation. Ecological Indicators, 2005, 5(3): 171-179.

[43] Rumpel C, Kögel-Knabner I. Deep soil organic matter——a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. Plant and Soil, 2011, 338(1/2): 143-158.